
UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS
LICENCIATURA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
ORIENTACIÓN ECOLOGÍA

INFORME FINAL DE PASANTÍA

Diversidad trófica y tamaño corporal en aves rapaces

MAYO 2010

Gonzalo D. Cortés
gonzalod.cortes@gmail.com

Orientador: Dr. Matías Arim
arim@fcien.edu.uy

Tribunal: Marcelo Loureiro (mapy@fcien.edu.uy)
Gissell Lacerot (gige@fcien.edu.uy)

Resumen

El tamaño corporal, al determinar las tasas de obtención y utilización de recursos para supervivencia, crecimiento y reproducción, controla los procesos ecológicos a distintos niveles de organización. A su vez determina el rango de tamaños de las potenciales presas y diversidad de presas afectando esto el acceso a distintos recursos y la posibilidad de mantener un balance energético favorable. En gradientes de tamaños corporales de peces y mamíferos se han descrito transiciones abruptas en la ecología trófica. Estas transiciones afectan notablemente la viabilidad poblacional de los depredadores, su inserción trófica en la comunidad y diferentes atributos de las especies (e.g. morfología, comportamiento). A pesar de la importancia de la conexión entre ecología trófica y tamaño corporal, estas relaciones no han sido exploradas en aves. Las aves rapaces presentan una gran variedad de tamaños corporales, siendo esperables variaciones sistemáticas y/o abruptas en este gradiente. En el presente trabajo se analizaron a partir de bibliografía las dietas de numerosas especies de aves rapaces, explorando relaciones entre sus masas y la diversidad de presas consumidas. A partir de los resultados de este estudio se determina un aumento en la diversidad de recursos utilizados al aumentar el tamaño corporal. Esto podría estar dado por la flexibilización de restricciones morfológicas al consumo y el aumento en la demanda energética. A su vez se encontró una transición hacia un mayor consumo de vertebrados y una disminución en los invertebrados. Esto podría deberse a una relación entre el balance de retornos y demandas energéticas en gradientes de tamaño corporal. Estas variaciones sistemáticas y transiciones dietarias en aves rapaces son congruentes con la importancia en la diversidad de presas para satisfacer las altas demandas energéticas de los grandes depredadores.

Introducción

El tamaño corporal se asocia con la mayoría de los atributos ecológicos de una especie (Mac Nab 2002), como ser su nicho, tasas vitales y patrón de interacciones tróficas (Woodward *et al.* 2005). Por lo tanto, la masa de un organismo puede ser un punto de partida fructífero para resumir un conjunto de atributos ecológicos en una sola dimensión (Brown *et al.* 1993; Brown *et al.* 2004; Woodward *et al.* 2005). La Teoría Metabólica de la Ecología predice la relación entre la tasa metabólica, la temperatura y el tamaño corporal de un organismo (Brown *et al.* 2004). El tamaño corporal, al determinar las tasas de obtención y utilización de recursos para supervivencia, crecimiento y reproducción, controla los procesos ecológicos a distintos niveles de organización (Brown *et al.* 2004).

Las interacciones tróficas son determinantes de las dinámicas poblacionales y la estructura de las comunidades (Hughes 1993). La estructura de las redes tróficas caracteriza los patrones de interacción entre especies dentro de las comunidades, dando cuenta del flujo, almacenamiento y transformación de la energía y la materia en el ecosistema (Marquet *et al.* 2005). Dentro de las redes, se espera que los depredadores sean de mayor tamaño que sus presas (Cohen *et al.* 1993; Brose *et al.* 2006) excepto para las especies que cazan en grupo (e.g. el Perro Salvaje *Lycapon pictus*, Radloff & Du Toit 2004) y para los patógenos (Lafferty *et al.* 2008). Por lo tanto, el tamaño corporal determina el rango de tamaños de las potenciales presas, dando lugar a que los individuos más grandes puedan alimentarse en niveles tróficos superiores (Cohen *et al.* 1993; Jennings *et al.* 2001; Woodward *et al.* 2005; Otto *et al.* 2008). Sin embargo, la máxima posición trófica alcanzada por un consumidor puede ser limitada por la cantidad de energía requerida para mantener una población viable (Arim *et al.* 2007a; Marquet & Taper 1998).

La posición trófica de los animales pequeños dentro de las redes puede ser limitada por su habilidad para consumir presas más grandes. Sin embargo, los animales de mayor tamaño pueden presentar limitaciones energéticas para alcanzar altas posiciones tróficas, en ausencia de otros procesos ecológicos que incrementen el acceso a recursos (Fig. 1) (Arim *et al.* 2007a). Por lo tanto, las limitaciones de tamaño al consumo de presas, la demanda energética y la tasa de consumo, representan atributos tamaño-dependientes que determinarían un aumento en la diversidad de presas con el tamaño del depredador (Arim *et al.* 2010). Simultáneamente, al aumentar la diversidad de presas de tamaños intermedios, se amplían los posibles caminos energéticos para acceder a los recursos basales (Layman *et al.* 2007),

generando así una contribución a la biomasa de depredadores de altas posiciones tróficas (Duffy *et al.* 2007). Cada presa, de esta manera, representa un vía energética alternativa para que los depredadores puedan acceder a los recursos basales (Long *et al.* 2006; Arim *et al.* 2010). En este sentido, las redes tróficas han sido propuestas como canales que contienen energía basados en recursos basales discretos, los cuales son acoplados e integrados por los depredadores tope de mayor tamaño (Rooney *et al.* 2008).

La diversidad ha sido también identificada como un determinante de la estabilidad en las redes tróficas (revisado en Pimm 1991; McCann 2000; Arim *et al.* 2007a). Uno de los objetivos centrales en la ecología es comprender que atributos de los patrones de interacciones tróficas permiten que las comunidades sean diversas y estables. Algunos cambios sistemáticos asociados al tamaño corporal han demostrado ser importantes en este sentido. Específicamente, incrementar el número de redes tróficas a las cuales un depredador accede al aumentar su masa, estabilizaría significativamente su dinámica (McCann *et al.* 2005). La existencia de diferencias entre el tamaño corporal de depredadores y presas ha demostrado ser capaz de estabilizar la dinámica de todo el sistema (Brose *et al.* 2006). La diversidad de presas da cuenta por tanto del acceso a distintas fuentes de energía y la estabilidad en la dinámica, siendo clave en la viabilidad de depredadores de gran tamaño.

Los depredadores tope generalmente tienen un rol clave en la estructura y dinámica de las comunidades (Gotelli & Ellison 2006), presentando interacciones fuertes dentro del sistema (Woodward *et al.* 2005). Los atributos tróficos que permiten mantener estas poblaciones deben ser entonces objeto de esfuerzos de conservación (McCann 2007), fundamentalmente frente a un escenario de reducción de la diversidad (Layman *et al.* 2007). Congruentemente, la sensibilidad a la estructura y funcionamiento de toda la comunidad hace de los depredadores modelos adecuados para el monitoreo del funcionamiento de sistemas naturales (Micheli *et al.* 2001).

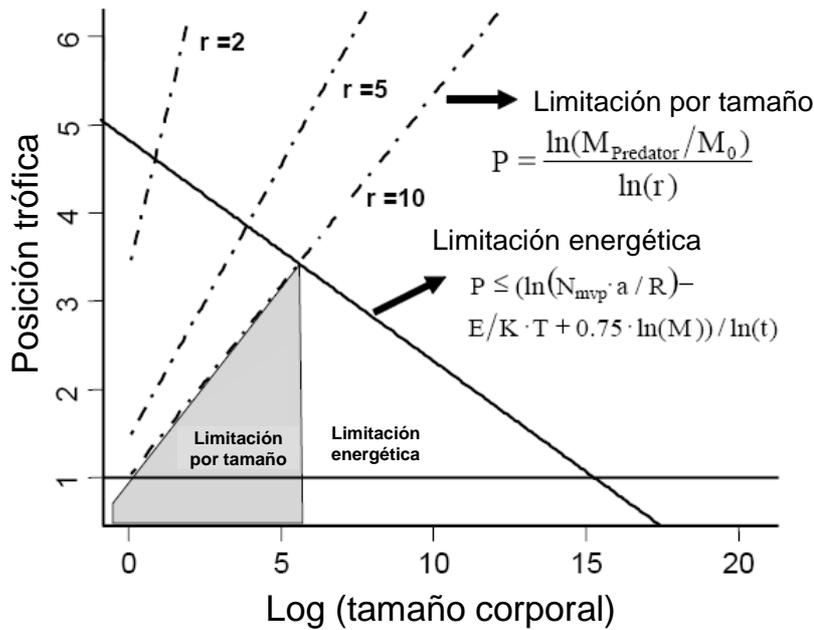


Fig. 1. Posibles combinaciones de tamaño corporal y posiciones tróficas (TP). La primer limitante es por tamaño corporal, según la cual los organismos grandes se alimentan de los pequeños. R, es la relación de tamaño corporal entre los depredadores y las presas. La segunda restricción es la limitante energética. Los organismos más grandes son más proclives a la limitación energética, mientras los más pequeños lo son a la limitante por tamaño corporal (modificado de Arim *et al.* 2007a).

En este contexto, evaluar los patrones de diversidad de presas en depredadores de diferente tamaño es fundamental en la comprensión de su inserción en la comunidad y su efecto en la estructura y funcionamiento de toda la red trófica. Las relaciones entre tamaño corporal del depredador y atributos de sus presas se han estudiado para distintos grupos biológicos, como mamíferos (Radloff & Du Toit 2004) y peces (Layman *et al.* 2005; Arim *et al.* 2010). En peces se han descrito cambios sistemáticos en los atributos y diversidad de las presas (zooplancton-insectos-peces) en relación al tamaño del depredador y a la diversidad del sistema (Sherwood *et al.* 2002). Por su parte, se ha descrito una relación positiva en mamíferos entre los tamaños corporales de los carnívoros y los de sus presas (Fig. 2). Notablemente, se encontró un cambio abrupto hacia comer presas de mayor tamaño por parte de los carnívoros de tamaño intermedio. Los depredadores que pesan menos de 21.5Kg se alimentan de presas de menos del 45% de su tamaño corporal, mientras que los carnívoros que superan los 21.5Kg se alimentan de presas de más del 45% de su tamaño (Carbone *et al.* 1999). La principal significancia ecológica de esta transición es que los grandes carnívoros constituyen un grupo funcional distinto, de los cuales emergen relaciones de tamaño corporal entre el depredador y la presa (Radloff & Du Toit 2004).

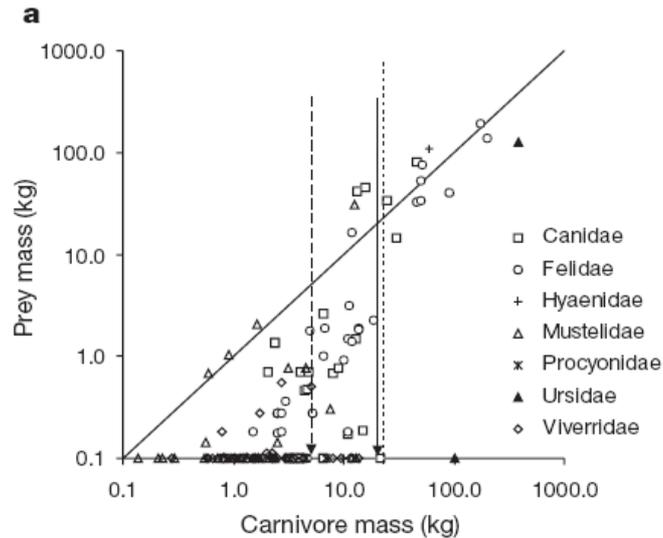


Fig. 2. La masa en Kilogramos de las familias de presas más comunes de los depredadores en función de la masa en Kilogramos de los depredadores para mamíferos. La línea diagonal representa una pendiente de 1. El punto que separa la masa de las presas en dos grupos está designado por la línea punteada. Las estimaciones inferiores y superiores de máxima masa de carnívoros están designadas por las flechas verticales. (Carbone *et al.* 1999).

Las dietas de las aves rapaces han sido ampliamente estudiadas (Jaksic 1996). No obstante, no se ha explorado la relación entre el tamaño corporal de estas aves y sus patrones de consumo. Las rapaces muestran especializaciones morfológicas, fisiológicas y comportamentales relacionadas con su alimentación en diversas fuentes de recursos (Pough *et al.* 1996). Las rapaces tanto diurnas como nocturnas presentan una gran variedad de tamaños corporales y hábitos alimenticios (Azpiroz 2003; Del Hoyo 1994, 1999). Mientras pequeñas lechuzas, como *Athene cunicularia*, alternan su dieta entre micromamíferos e invertebrados (Jaksic 1996), el Águila Arpía (*Harpia harpyja*), una de las rapaces de mayor tamaño del mundo, se alimenta de grandes mamíferos como primates y perezosos (Piana 2007). En este contexto, podrían existir variaciones sistemáticas en los atributos de las presas y transiciones dietarias asociadas al tamaño corporal de las aves rapaces. Identificar estas variaciones sería clave para la comprensión de los determinantes de la viabilidad poblacional en rapaces y avanzar en la comprensión de su papel ecológico en las comunidades.

Hipótesis general

El aumento del tamaño corporal de las aves rapaces involucra cambios sistemáticos en sus dietas, los cuales les permiten satisfacer sus requerimientos energéticos y así mantener sus poblaciones viables.

Hipótesis particulares

Al aumentar el tamaño corporal en aves rapaces, la flexibilización de restricciones morfológicas al consumo y el aumento en la demanda energética determinan un aumento en la diversidad y cambios en los tipos de recurso utilizados. Las diferencias en retorno energético de individuos presa invertebrados y vertebrados, determinan una concentración en el consumo de vertebrados con el tamaño corporal del depredador.

Objetivo General

Explorar la existencia de variaciones sistemáticas en los atributos de la dieta de rapaces en un amplio rango de tamaños corporales.

Objetivos Particulares

Explorar las asociaciones entre diversidad de presas y tamaño corporal de las aves rapaces.

Analizar la existencia de transiciones dietarias en aves rapaces asociadas a sus diferentes tamaños corporales

Metodología

Para abordar patrones macroecológicos es necesario desarrollar una base de datos apropiada, de escala global trabajando con grupos bien definidos, evolutivamente homogéneos (Gaston & Blackburn 1996). Para la obtención de los datos de este estudio, se realizó una revisión bibliográfica de artículos que contuvieran información detallada sobre los ítems de dieta consumidos por especies de aves rapaces (ver Anexo). La búsqueda fue orientada hacia la obtención de un amplio espectro de clases de tamaños corporales. La base de datos obtenida consto de 38 especies de aves rapaces de los Ordenes Falconiformes y

Strigiformes (Tabla 1). Para cada depredador se obtuvo su masa a partir de bibliografía (Dunning 1993). De cada artículo se registraron el número e identidad de las presas respetando la resolución taxonómica de los artículos utilizados y el número de muestras. Los tipos de presas fueron clasificados en invertebrados, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Para cada categoría de presas se anotó la abundancia absoluta en la cual aparecía en la muestra. Todos los datos obtenidos fueron ingresados en una base de datos del programa estadístico R versión 2.9.2 (Team 2007).

Tabla 1. Especies y masa en gramos de las aves rapaces que conforman la base de datos del estudio ordenadas por tamaño corporal. (*) corresponde a especies que presentan dieta de dos artículos diferentes.

Ave rapaz	Masa (g)	Ave rapaz	Masa (g)	Ave rapaz	Masa (g)
<i>Otus ireneae</i>	50.3	<i>Tyto alba</i>	372.5	<i>Buteogallus anthracinus</i>	996
<i>Falco sparverius</i>	90	<i>Accipiter cooperi</i>	439	<i>Spizaetus tyrannus</i>	1025
<i>Megascops choliba</i> *	130	<i>Asio clamator</i> *	447	<i>Cathartes aura</i>	1467
<i>Athene cunicularia</i>	153	<i>Circus buffoni</i>	511	<i>Bubo virginianus</i>	1543
<i>Athene noctua</i>	164	<i>Asio stygius</i>	585	<i>Hieraaetus fasciatus</i>	2000
<i>Falco tinnunculus</i>	201.5	<i>Strix occidentalis</i>	609.5	<i>Aquila clanga</i>	2205.5
<i>Elanus scriptus</i>	241	<i>Buteo jamaicensis</i>	676	<i>Geranoaetus melanoleucus</i>	2252
<i>Ictinia plumbea</i>	247	<i>Strix varia varia</i>	716.5	<i>Bubo bubo</i>	2686
<i>Asio otus</i>	262	<i>Buteo albonotatus</i>	757	<i>Aquila chrysaetos</i>	4195
<i>Buteo magnirostris</i>	269	<i>Falco peregrinus</i>	781.5	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	4740
<i>Elanus leucurus</i>	270	<i>Buteo polysoma exsul</i>	787.75	<i>Harpia harpyja</i> *	6200
<i>Falco femoralis</i>	333.5	<i>Parabuteo unicinctus</i>	844	<i>Haliaeetus pelagicus</i>	7757
<i>Asio flammeus</i>	346.5	<i>Buteo swainsoni</i>	988.5		

La riqueza estimada depende del tamaño de la muestra y de las abundancias relativas de los taxa que la componen (Olszewski 2004). Para poder comparar muestras de diferentes tamaños es necesario calcular su riqueza esperada para un tamaño muestral estandarizado (Gotelli & Graves 1996). Esto se logra mediante rarefacción (Sanders 1968; Hurlbert 1971). La curva rarefacción estima la riqueza esperada en submuestras de un pool total de individuos (Olszewski 2004). Se utilizó el número mínimo de ítems de presas hallado para una especie de ave rapaz (n=17) como número de individuos estándar para la comparación de riqueza de presas entre organismos de distinto tamaño. La equitatividad de las presas se calculó como la probabilidad de encuentro interespecífico (Hurlbert 1971), siendo esta la diferencia entre la riqueza esperada por rarefacción en una muestra de dos y un individuo (Olszewski 2004).

Para determinar relaciones entre el tamaño corporal de las rapaces y la probabilidad de consumo de cada grupo de presas se realizaron regresiones logísticas (Sokal & Rohlf 1995; Hosmer & Lemeshow 2000). En este caso se categorizó como 1 el consumo del grupo y como 0 el no consumo. La variable independiente fue la masa corporal en logaritmo de cada especie de rapaz. Para evaluar la asociación entre diversidad de presas y tamaño corporal del depredador se realizaron regresiones lineales (Neter *et al.* 1996). Al igual que en las

regresiones logísticas, la variable independiente fue la masa de las rapaces (log masa), mientras que la variable dependiente fue la riqueza y la equitatividad de presas respectivamente, ambas estandarizadas por rarefacción.

Resultados

En términos generales no se detectaron cambios abruptos en la dieta que implicaran una tendencia sistemática a incluir o no incluir determinados grupos tróficos (Fig. 3). Los invertebrados y los peces podrían ser una excepción a este patrón ya que solo fueron consumidos por rapaces de menor y mayor tamaño respectivamente (Fig. 3 A y B). No obstante, los invertebrados presentan un ajuste marginalmente significativo al modelo logístico ($p=0.065$).

Si se observaron variaciones sistemáticas en la riqueza y equitatividad en las dietas de rapaces asociadas con sus tamaños corporales. En particular, la riqueza total de presas consumidas estandarizadas por rarefacción aumentó significativamente con el tamaño corporal de los depredadores ($F_{1,39}=7.92$, $p<0.01$; Fig. 4.A). Este patrón estuvo asociado a variaciones en las presas vertebradas, las cuales aumentaron con la masa del depredador tanto en conjunto como dentro de la mayoría de los grupos. A la vez que aumentó la riqueza de vertebrados consumidos disminuyó la riqueza de invertebrados (Fig. 4.B). Dentro de las presas vertebrados, la riqueza de presas aumentó significativamente en peces, aves y mamíferos, mientras que la riqueza de anfibios y reptiles consumidos no presentaron relaciones significativas con el tamaño corporal de los depredadores (Fig. 4D-G).

Se detectaron variaciones sistemáticas en la equitatividad de presas consumidas, asociadas al tamaño corporal de las rapaces. La equitatividad del total de presas ajustó a un modelo lineal y aumentó significativamente con la masa de los depredadores (Fig. 5.A). Esta tendencia se observó también en las presas vertebrados, en aves y mamíferos, no detectándose asociaciones con la equitatividad para el resto de los grupos estudiados (Fig. 5)

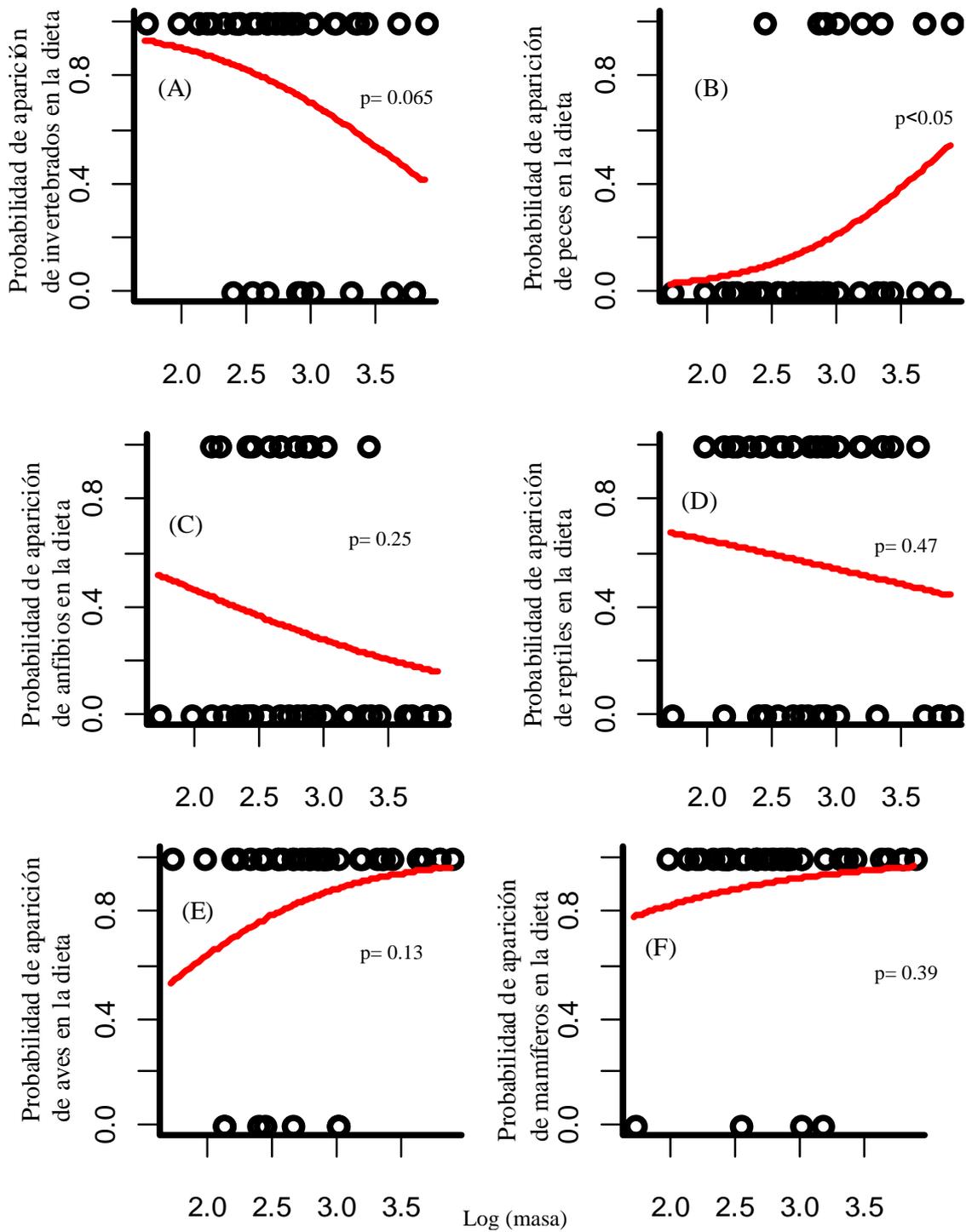


Fig. 3. Asociación entre la probabilidad de aparición de los distintos tipos de presas en la dieta de las aves rapaces y el logaritmo de la masa de las aves rapaces en gramos. Asociación entre el logaritmo de la masa y: (A) probabilidad de aparición de presas invertebrados; (B) probabilidad de aparición de presas peces; (C) probabilidad de aparición de presas anfibios; (D) probabilidad de aparición de presas reptiles; (E) probabilidad de aparición de presas aves y (F) probabilidad de aparición de presas mamíferos.

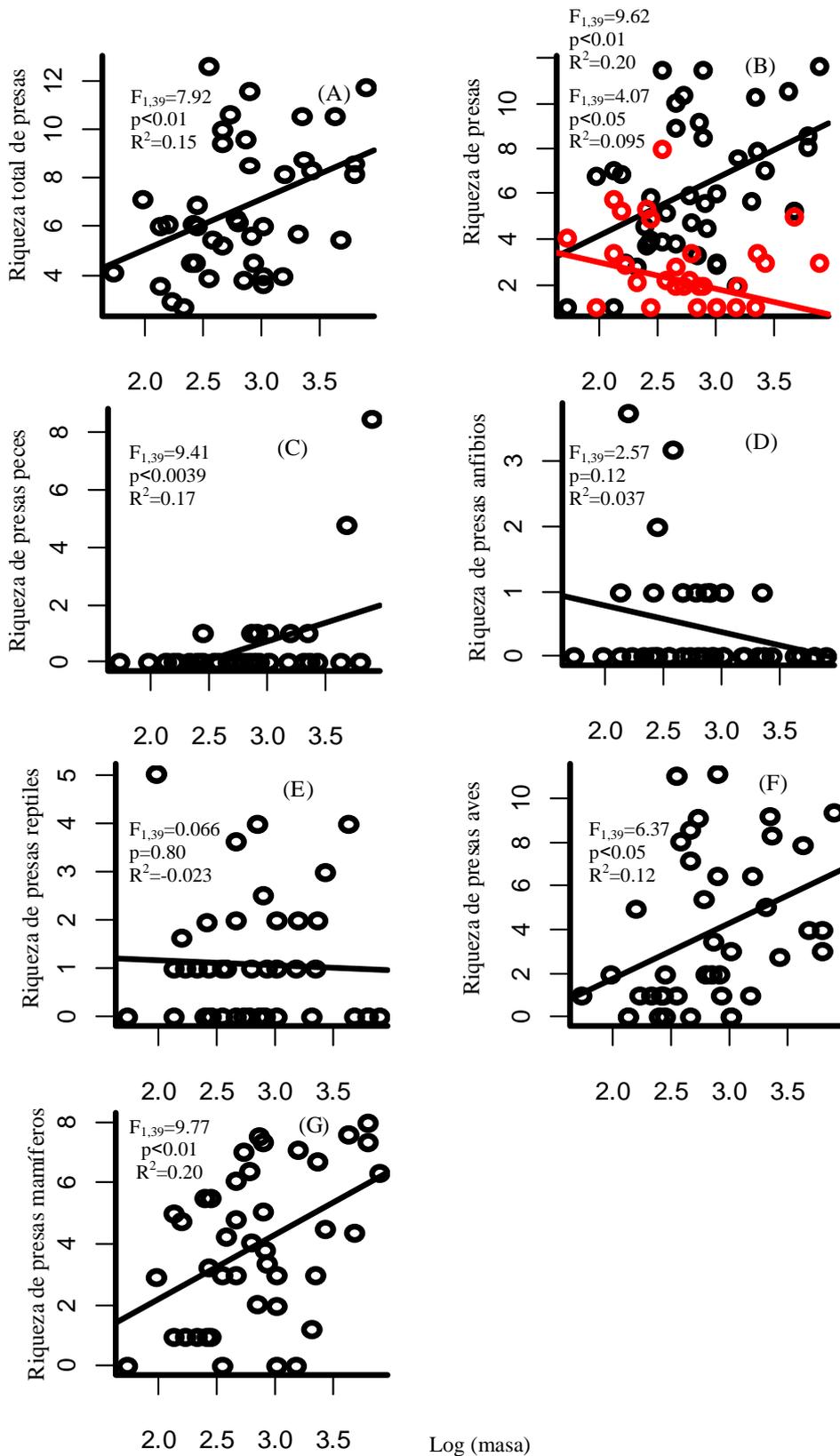


Fig. 4. Asociación entre la riqueza de presas estandarizadas por rarefacción (n=17) y el log de la masa de las aves rapaces en gramos. (A) Riqueza total de presas vs log masa. (B) Riqueza total de presas invertebrados (en rojo) y riqueza total de vertebrados (en negro) vs log masa. (C) Riqueza de peces vs log masa. (D) Riqueza de anfibios vs log masa. (E) Riqueza de reptiles vs log masa. (F) Riqueza de aves vs log masa. (G) Riqueza de mamíferos vs log masa. Notar diferentes escalas en eje Y.

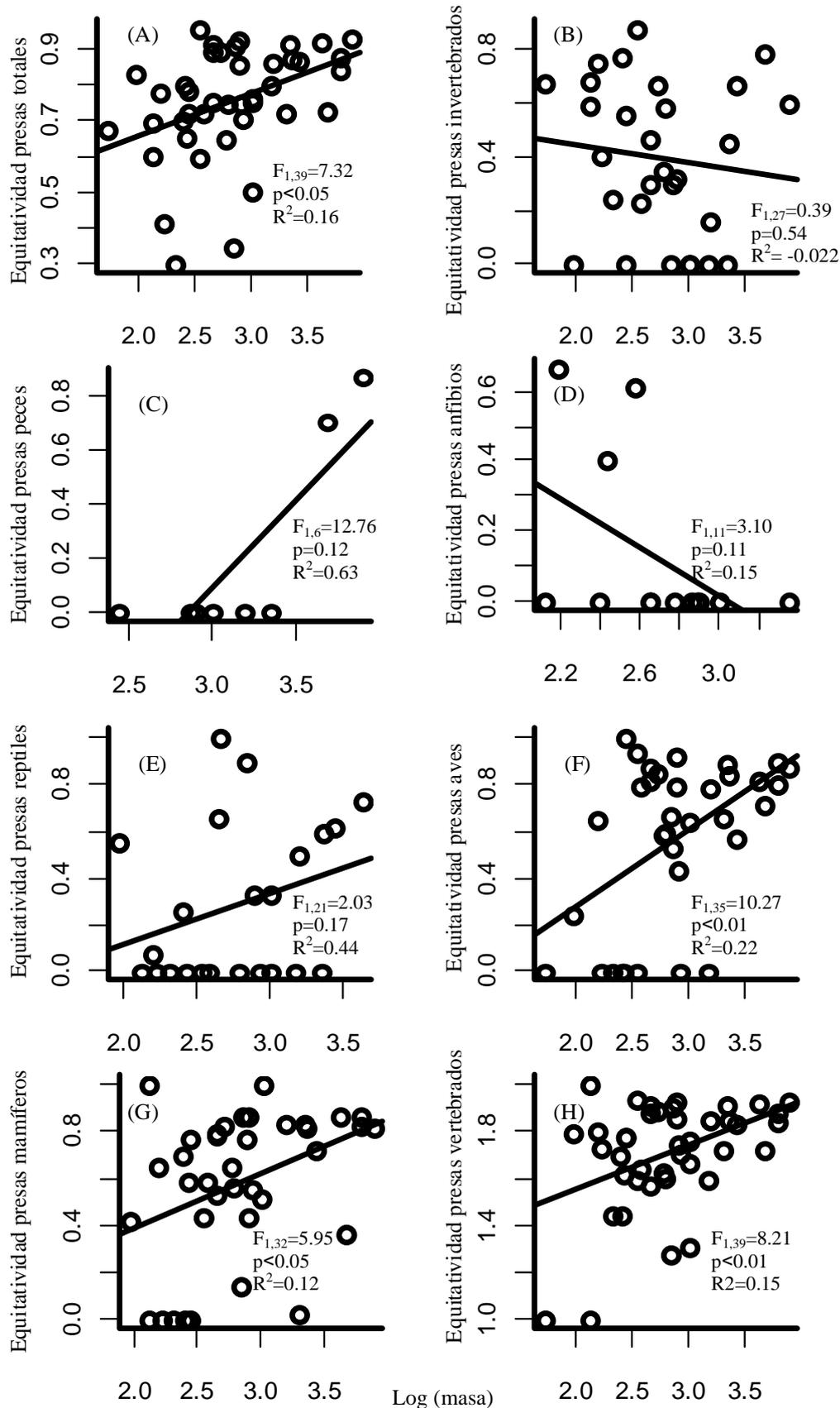


Fig. 5. Asociación entre la equitatividad de presas y el logaritmo de la masa de las aves rapaces en gramos. Asociación entre logaritmo de la masa y: (A) equitatividad total de presas; (B) equitatividad de presas invertebrados; (C) equitatividad de presas peces; (D) equitatividad de presas anfibios; (E) equitatividad de presas reptiles; (F) equitatividad de presas aves; (G) equitatividad de presas mamíferos y (H) equitatividad de presas vertebrados. Notar diferentes escalas en eje Y.

Discusión

En el presente trabajo se detectaron cambios sistemáticos en la dieta de las aves rapaces asociados a sus tamaños corporales. Dichos cambios involucran la diversidad de presas consumidas y la probabilidad de que ciertos grupos de presas formen parte de la dieta de las rapaces. Los patrones aquí descritos concuerdan con los hallados para otros grupos, como mamíferos y peces (Carbone *et al.* 1999, Sherwood *et al.* 2002, Arim *et al.* 2010). De esta forma, el presente trabajo realiza un aporte al marco teórico de la ecología trófica y pretende ser un punto de partida para profundizar en el conocimiento de relaciones depredador-presa para aves rapaces.

Cambios abruptos en el consumo de grupos de presas implican cambios en la biología de las especies involucradas dando cuenta de la diversidad biológica en los grupos estudiados (Sinclair *et al.* 2003). La menor probabilidad de consumir invertebrados al aumentar el tamaño de la rapaz es congruente con el bajo retorno energético en la captura de pequeñas presas por grandes depredadores (Sherwood *et al.* 2002; Sinclair *et al.* 2003). A su vez el consumo de peces implica la captura de presas móviles en el medio acuático, lo cual requeriría habilidades especiales y especializaciones morfológicas para su captura y retención (Del Hoyo *et al.* 1994). Estas especializaciones se dan principalmente a nivel de los miembros posteriores y ocurren en rapaces de tamaño medio y grande. Ejemplos típicos son el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) de 1486g y el Águila Gigante de Steller (*Haliaeetus pelagicus*) de 7757g (del Hoyo *et al.* 1994). Si bien las regresiones logísticas son robustas en la detección de variaciones en la probabilidad de consumo de un ítem (Arim *et al.* 2007b), no dan cuenta de variaciones cuantitativas en las presas consumidas. En este sentido la presencia de un grupo trófico en la dieta de una rapaz puede deberse a un consumo oportunista sin llegar a representar un ítem de importancia energética (e.g. Alvizatos *et al.* 2004, Jenkins & Avery 1999). Por lo tanto es importante complementar el análisis de regresiones logísticas con análisis que den cuenta de componentes como la riqueza y equitatividad de presas consumidas de los distintos grupos.

La hipótesis de limitación por tamaño puede dar cuenta de los cambios en la dieta asociados al tamaño corporal (Hairston & Hairston 1993). El aumento en riqueza de presas con el tamaño corporal ha sido bien reportado para distintos sistemas y grupos taxonómicos (Cohen *et al.* 1993; Otto *et al.* 2008). No obstante, el análisis de la conexión entre los cambios en diversidad de presas y la energía obtenida del sistema (e.g. Arim *et al.* 2010) o la

deconstrucción (sensu Marquet *et al.* 2004) de estas tendencias, han sido relativamente poco consideradas. El aumento en distintos componentes de la diversidad de presas (riqueza y equitatividad) con el tamaño corporal es un elemento clave en la viabilidad de depredadores, demostrada en peces marinos (McCann *et al.* 2005; Rooney *et al.* 2006) y dulceacuícolas (Sherwood *et al.* 2002). Así mismo, la transición entre clases de tamaño de presas sería fundamental en la viabilidad de grandes mamíferos depredadores (Carbone *et al.* 1999). De esta manera, el aumento de la diversidad de presas consumidas por las aves rapaces permitiría contrarrestar las limitaciones energéticas asociadas al tamaño corporal y aumentar la viabilidad y estabilidad poblacional.

El territorio necesario para la viabilidad de una especie está positivamente asociado con el aumento en la demanda energética con el tamaño corporal del consumidor (Marquet *et al.* 2005). Las rapaces de mayor tamaño presentan un territorio efectivo mayor y recorren grandes distancias para alimentarse (del Hoyo *et al.* 1994, Rooney *et al.* 2006). Los rangos de territorio de caza descritos para rapaces, dependen en parte, de la densidad de las presas y varían entre 50-150 ha en rapaces pequeñas, 1000-2000 ha en rapaces de tamaño medio, hasta 10000 ha o más en grandes rapaces de selvas y sabanas (del Hoyo *et al.* 1994). Entonces, el aumento en la riqueza de las presas consumidas conforme aumenta el tamaño corporal de las rapaces podría estar determinado por el consumo de presas de diferentes redes tróficas (McCann *et al.* 2005).

La reducción en la incidencia de invertebrados y el aumento en vertebrados implicaría una transición dietaria importante en la dieta de las rapaces. Los depredadores de menor tamaño presentan un rango de dieta más acotado y restringido dentro de una fracción del total del espectro de presas (Woodward & Hildrew 2002). Los carnívoros pequeños probablemente se alimentan de invertebrados debido a que estos son un recurso abundante y exigen bajos costos energéticos para su consumo. Sin embargo, el consumo de invertebrados parece ser insuficiente para los requerimientos energéticos de los carnívoros de mayor tamaño (Carbone *et al.* 1999). El aumento significativo en la riqueza de vertebrados consumidos y dentro de estos, en peces, aves y mamíferos podría implicar un mayor retorno energético a los grandes depredadores (Del Hoyo *et al.* 1994). Por otra parte, si no existieran transiciones dietarias, la dieta de las rapaces de menor tamaño estaría anidada en la dieta de las de mayor tamaño (Sinclair *et al.* 2003). El tamaño de los depredadores influye en la superposición de la dieta determinando que el solapamiento de nichos disminuya a medida que aumentan las

diferencias en el tamaño corporal entre los depredadores (Woodwad & Hildrew 2002). De esta manera las transiciones dietarias podrían implicar un mecanismo de partición de nicho para los distintos depredadores tope. Esto facilitaría la coexistencia y el solapamiento de territorios en especies de aves rapaces de distinto tamaño.

Sin embargo, no se observan patrones sistemáticos significativos en el consumo tanto de anfibios como de reptiles. Al menos para los reptiles, este resultado es congruente con investigaciones anteriores que no encuentran relaciones entre el consumo de lagartijas y atributos morfológicos de las aves (Poulin *et al.* 2001). Ambos grupos, anfibios y reptiles, involucran individuos de tamaño intermedio que habitan espacios similares a otras presas (pequeños mamíferos o invertebrados). En este sentido representarían presas con un retorno energético razonable y relativamente accesibles para la mayoría de las rapaces. Esto podría explicar la ausencia de tendencia sistemáticas asociadas a estos grupos (Del Hoyo *et al.* 1994).

El aumento en la equitatividad de los recursos consumidos al aumentar el tamaño corporal de las rapaces podría estar relacionado con la necesidad de los depredadores tope de mantener una dieta balanceada (e.g. Rooney *et al.* 2008). Se ha establecido que el balance nutricional es uno de los factores más importantes que mantienen la diversidad de dieta (Mac Nab 2002). Este aumento en la equitatividad de presas consumidas por las rapaces se observa también en las presas vertebrados y particularmente aves y mamíferos (Fig. 4 y 5). Esto es congruente con un papel más importante de estos grupos en el mantenimiento del balance energético de las rapaces de mayor tamaño. En el mismo sentido, la ausencia de patrones significativos para la equitatividad de las presas invertebrados, peces, anfibios y reptiles es congruente con la posibilidad que estos grupos no sean utilizados como la principal fuente de energía por parte de las rapaces. Al menos para las rapaces analizadas en este estudio, estas presas implicarían complementos en sus dietas, asociados a depredación oportunista. No obstante, debe destacarse que estas presas aportan a la diversidad total en la dieta incrementando el acceso a recursos (Arim *et al.* 2010) y la estabilidad dinámica (Otto *et al.* 2008; Berlow 1999).

Algunas evidencias sugieren que también estarían ocurriendo cambios en los patrones de consumo de presas asociados al tamaño corporal dentro de los grupos de presas. Por ejemplo, las grandes Águilas, como la Harpía (*Harpia harpyja*) de 6200g, llegan a consumir mamíferos de gran tamaño como el Oso Hormiguero Chico (*Tamandua tetradactyla*) (Piana

2007). Estas presas, de alto retorno energético, son probablemente inaccesibles para organismos un poco menores en tamaño, por ejemplo el Búho Real (*Bubo bubo*) de 2686g el cual se alimenta principalmente de ardillas y roedores. En el extremo opuesto, una especie de lechuza, *Otus ireneae* de tan solo 50.3g de masa corporal, presenta dificultades para alimentarse de pequeños roedores (Virani 2008). Por último, los ítems de dieta de la pequeña lechuza *Otus insularis* muestran que esta se alimenta solo de invertebrados de pequeño tamaño (Currie *et al.* 2003).

La biodiversidad aumenta desde los polos hacia el ecuador (Brown & Lomolino 1998), afectando la diversidad de presas a las que tiene acceso un depredador. La regla de Bergmann establece que los tamaños corporales de los organismos aumentan con la latitud (Gaston & Blackburn 2000). Si bien los mecanismos y la generalidad de esta regla están en discusión, las aves cumplen con el mismo (Gaston & Blackburn 2000). Por lo tanto, las aves de mayor tamaño habitando latitudes mayores tendrían acceso a una menor riqueza de presas. Sin embargo, la tendencia mostrada por las rapaces de mayor tamaño a consumir una mayor riqueza de presas indicaría que el acceso a más recursos por liberación de restricciones morfológicas compensaría la reducción de la oferta de presas. Así mismo, este patrón sugiere que los resultados aquí reportados no se deberían a un sesgo por mayor diversidad en los ambientes ocupados por rapaces de mayor tamaño.

Las rapaces de mayor tamaño son típicamente sensibles al deterioro ambiental (Pimm 1991). Esto se debe a que tienen mayores requerimientos energéticos (McNab 2002) y a que requirieren una dieta diversa y abundante para suplir estos requerimientos. Las rapaces de pequeño tamaño, son especialmente vulnerables a las alteraciones de sus ambientes a escala local, ya que presentan menor dispersión y encuentran las presas que les permiten mantener sus poblaciones en áreas mas reducidas (Virani 2008). Entre las 38 especies de rapaces Falconiformes y Strigiformes analizadas en el estudio encontramos una especie catalogada como “En Peligro” (*Otus ireneae*), dos “Vulnerables” (*Aquila clanga*, *Haliaeetus pelagicus*) y tres especies “Casi Amenazadas” (*Elanus scriptus*, *Harpia harpyja*, *Strix occidentalis*) (IUCN 2010). Todas estas especies están sufriendo procesos de disminución poblacional, al igual que *Buteo polyosoma* y *Buteogallus anthracinus*, aunque estas dos últimas especies están catalogadas como de “Preocupación Menor” (IUCN, 2010). Una de las principales causas de la declinación de sus poblaciones es la fragmentación de los ambientes en los que habitan (IUCN 2010). La simplificación de las redes tróficas debido a la pérdida de diversidad de los

sistemas, es probablemente un problema importante para las rapaces como depredadores tope. Estudios en peces han demostrado que la pérdida de la diversidad de presas trae aparejadas severas consecuencias en la transferencia de energía a lo largo de la red determinado “cuellos de botella” en los cuales el depredador no es viable (Sherwood *et al.* 2002). A su vez, la disminución de la diversidad de depredadores puede propagarse a través de toda la red, afectando dramáticamente la biomasa y productividad de herbívoros y plantas y alterando así el funcionamiento del ecosistema (Otto *et al.* 2008).

Algunos atributos morfológicos de las aves se asocian estrechamente con el tipo de recursos utilizados (Del Hoyo *et al.* 1994). Este trabajo se ha enfocado exclusivamente en las masas como determinantes de los patrones de consumo debido a su rol central como determinante de la demanda energética, la posibilidades de consumir presas de diferente tamaño y prácticamente cualquier tasa ecológica que se considere (Woodward *et al.* 2005). No obstante, otros atributos morfológicos como la envergadura alar, forma y tamaño del pico y garras son atributos que para un mismo tamaño corporal pueden estar asociados a patrones de consumo contrastantes (Del Hoyo *et al.* 1994). En este sentido, sería interesante explorar los complejos de atributos asociados al vuelo y captura de presas, su co-variación con el tamaño corporal y su papel en las variaciones en el patrón de consumo de presas en gradientes de tamaño corporal. Esto permitiría avanzar en los efectos de distintos caracteres morfológicos en la diversidad de presas consumidas, especialmente en aves rapaces de tamaño similar pero con diferencias en sus dietas. A su vez, sería interesante dar cuenta de la variabilidad temporal en los patrones de dieta asociada a la disponibilidad de presas y el tamaño corporal de las aves rapaces (Canavero *et al.* 2008). En este sentido, las migraciones de muchas rapaces están relacionadas con los cambios estacionales en la disponibilidad de presas (Brodeur *et al.* 1996).

Conclusión

A partir de los resultados de este estudio se determinan relaciones entre el tamaño corporal de las aves rapaces y atributos de sus presas como la riqueza y la equitatividad. El aumento en la diversidad de recursos utilizados al aumentar el tamaño corporal podría estar dado por la flexibilización de restricciones morfológicas al consumo y el aumento en la demanda energética. La relación entre el balance de retornos y demandas energéticas en

gradientes de tamaño corporal, daría lugar a una transición hacia un mayor consumo de vertebrados y una disminución en los invertebrados. El hecho que se observen estas variaciones sistemáticas y transiciones dietarias es congruente con la importancia de la diversidad de presas para satisfacer las altas demandas energéticas de los grandes depredadores. Este estudio pretende contribuir a la comprensión del papel del tamaño corporal como determinante de las interacciones tróficas y el patrón de inserción de las especies dentro de las redes tróficas.

Bibliografía

- Arim M. & Jaksic F. M. (2005). *Productivity and food web structure: association between productivity and link richness among top predators*. Journal of Animal Ecology 74: 31-40.
- Arim M., Bozinovic F. & Marquet P. A. (2007)a. *On the Relationship Between Trophic Position, Body Mass and Temperature: Reformulating the Energy Limitation Hypothesis*. Oikos 116: 1524-1530.
- Arim M., Marone L. & Jaksic F.M. (2007)b. *Redes tróficas*. In: *Ecología de comunidades* (eds. Jaksic FM & Marone L), pp. 173-191. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Arim, M., Abades S. R., Laufer G., Loureiro M. & Marquet P. A. (2010). *Food web structure and body size: trophic position and resource acquisition*. Oikos 119: 147-153.
- Azpiroz A. B. (2003). *Aves del Uruguay. Lista e Introducción a su Biología y Conservación*. Aves Uruguay-GUPECA, Montevideo. pp 104.
- Brodeur S. (1996). *Complete migration cycle of Golden Eagles breeding in north Quebec*. Condor 96: 293-299.
- Brose U., Johnson T., Berlow E. L., Warren P., Banasek-Richter C., Bersier L., Blanchard J. L., Brey T., Carpenter S. R., Cattin Blandenier M., Cushing L., Dawah H. S., Dell T., Edwards F., Harper-Smith S., Jacob U., Ledger M. E., Martinez N. D., Memmott J., Mintenbeck K., Pinnegar K. K., Rall B. C., Rayner T. S., Reuman D. C., Ruess L., Ulrich W., Williams R. J., Woodward G. & Cohen J. E. (2006). *Consumer-resource Body-size Relationships in Natural Food Webs*. Ecology 87: 2411-2417.
- Brown J. H., Marquet P. A. & Taper. M. L. (1993). *Evolution of Body Size: Consequences of an Energetic Definition of Fitness*. The American Naturalist 142: 573-584.
- Brown J. H. & Lomolino M. V. (1998). *Biogeography*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA. 2ndEd. pp 691.
- Brown J. H., Gillooly J. F., Allen A. P., Savage V. M. & West G. B. (2004). *Toward a Metabolic Theory of Ecology*. Ecology 85: 1771-1789.
- Canavero A., Arim M., Naya D. E., Camargo A., da Rosa I. & Maneyro R. (2008). *Calling activity patterns in an anuran assemblage: the role of seasonal trends and weather determinants*. North-Western Journal of Zoology. 4(1): 29-41.
- Carbone C., Mace G. M., Roberts S. C. & Macdonald D. W. (1999). *Energetic Constrains on the Diet of Terrestrial Carnivores*. Nature 402: 286-288.
- Cohen J. E. (1993). *Body Sizes of Animal Predators and Animal Prey in Food Webs*. The Journal of Animal Ecology 62: 67-78.

- Currie, D., Hill M., Vel. T., Fanchette R. & Horeau C. (2003). *Diet of the critically endangered Seychelles Scops owl, Otus insularis*. Ostrich 74(3 & 4): 205-208.
- D'Antonio C., Meyerson L. A. & Denslow J. S. (2001). *Exotic species and conservation: Research needs*. In: Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade, ed. by M. E.Soule and G. H. Orians, Island Press, Washington, DC. pp 59-80.
- del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal J. (eds.) (1994). *Handbook of the birds of the world Vol. 2. New World Vultures to Guinea fowl*. Barcelona: Lynx Edicions. pp 638.
- del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal, J. (eds.) (1999). *Handbook of the birds of the world Vol 5. Barn-owls to Hummingbirds*. Barcelona: Lynx Edicions. pp 759.
- Dunning J. B. Jr. (ED). (1993) *CRC Handbook of avian body masses*. CRC Press, Boca Raton, Florida. pp 371.
- Duffy J. E., Cardinale B. J., France K. E., McIntyre P. B., Thébault E. & Loreau M. (2007). *The Functional Role of Biodiversity in Ecosystems: Incorporating Trophic Complexity*. Ecology Letters 10: 522-538.
- Gaston, K. J. & Blackburn, T. M. (1996). *Global scale macroecology: interactions between population size, geographic rangesize and body size in the Anseriformes*. Journal of Animal Ecology. 65: 701-714.
- Gaston, K.J. & Blackburn, T.M. (2000). *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell, Oxford, UK. 1st Ed. pp 377.
- Gotelli N. J. & Graves G. R. (1996). *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press. Washington DC. pp 368.
- Gotelli, N. J. & Ellison A. M. (2006). *Food-web models predict species abundances in response to habitat change*. PLoS Biol. 4: e324.
- Hairston N.G. Jr & Hairston N. G. Sr. (1993) *Cause-effect relationships in energy flow, trophic structure, and interspecific interactions*. American Naturalist 142: 379-411.
- Hilborn R. & Mangel M. (1997). *The ecological detective: confronting models with data*. Monographs in Population Biology. - Princeton University Press.
- Hosmer D. W. & Lemeshow S. (2000) *Applied logistic regression*. Wiley Series in Probability and Statistics. A Wiley-Interscience Publication. 2nd Ed. USA. pp 375.
- Huges R. N. (1993). *Diet Selection: An Interdisciplinary Approach to Foraging Behaviour*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp 221.
- Hurlbert S. H. (1971). *The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters*. Ecology 52: 577-586.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on **23 April 2010**.

- Jaksic F. M. (1996). *Ecología de los Vertebrados de Chile*. Ediciones Universidad Católica de Chile, Chile. pp 262.
- Jaksic F. M. , Iriarte J. A. & Jiménez J. F. (2002). *The raptors of Torres del Paine National Park, Chile: biodiversity and conservation*. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 449-461.
- Jennings S., Pinnegar J. K., Polunin N. V. C. & Boon T. W. (2001). *Weak Cross-species Relationships Between Body Size and Trophic Level Belive Powerful Size-based Trophic Structuring in Fish Communities*. *Journal of Animal Ecology* 70: 934-944.
- Katzner T. E., Bragin E. A. & Milner-Gulland E. J. (2006) *Modelling populations of long-lived birds of prey for conservation: A study of imperial eagles (Aquila heliaca) in Kazakhstan*. *Biological Conservation* 132: 322-335.
- Lafferty K.D., Allesina S., Arim M., Briggs C.J., De Leo G., Andrew P.D., Jennifer A.D., Johnson P.T.J., Kuris A.M., Marcogliese D.J., Martinez N.D., Memmott J., Marquet P.A., McLaughlin J.P., Mordecai E.A., Pascual M., Poulin R. & Thieltges D.W. (2008) *Parasites in food webs: the ultimate missing links*. *Ecology Letters* 11: 533-546.
- Layman C. A., Winemiller K. O., Arrington D. A. & Jepsen D. B. (2005). *Body Size and Trophic Position in a Diverse Tropical Food Web*. *Ecological Society of America* 86: 2530-2535.
- Layman C. A., Quattrochi J. P., Peyer C. M. & Allgeier J. E. (2007). *Niche Width Collapse in a Resilient Top Predator Following Ecosystem Fragmentation*. *Ecology Letters* 10: 937-944.
- Long Z. T., Steiner C. F., Adams Krumins J. & Morin P. J. (2006) *Species richness and allometric scaling jointly determine biomass in model aquatic food webs*. *Journal of Animal Ecology* 75: 1014-1023.
- MacArthur, R. H. & Wilson E. O. (1963). *An equilibrium theory of insular zoogeography*. *Evolution* 17: 373-387.
- Marquet P. A. & Taper M. L. (1998). *On Size and Area: Patterns of Mammalian Body Size Extremes Across Land-masses*. *Evolutionary Ecology* 12: 127-139.
- Marquet P.A., Fernández M., Navarrete S.A. & Valdivinos C. (2004) *Diversity emerging: Towards a deconstruction of biodiversity patterns*. In: *Frontiers of Biogeography: New directions in the geography of nature*. (eds. Lomolino M & Heaney LR). Cambridge University Press, Cambridge. pp. 192-209.
- Marquet P. A., Quiñones R. A., Abades S., Labra F., Tognelli M., Arim M. & Rivadeneira M. (2005). *Scaling and Power-laws in Ecological Systems*. *Journal of Experimental Biology* 208: 1749-1769.
- McCann K.S., Rasmussen J.B. & Umbanhowar J. (2005) *The dynamics of spatially coupled food webs*. *Ecology Letters* 8: 513-523.

- McCann K. S. (2007). *Protecting Biostructure*. Nature 446: 29.
- McNab B. K. (2002). *The Physiological Ecology of Vertebrates*. Cornell University Press, New York. pp 576.
- Micheli, F., Polis G.A., Boersma P. D., Hixon M. A., Norse E. A., Snelgrove P.V.R. & Soulé M.E. (2001). *Human alteration of food webs: Research priorities for conservation and management*. In: Michael E. Soulé and Gordon H. Orians, eds. *Conservation Biology: Research Priorities for the Next Decade*. Island Press pp 31-57.
- Muñoz A. A. & Ojeda F. P. (1998). *Guild structure of carnivorous intertidal fishes of the Chilean coast: implications of ontogenetic dietary shifts*. *Oecología* 114: 563-573.
- Neter J, Kutner M. H., Nahtsheim C. J. & Wasserman W. (1996). *Applied Linear Statistical Models*. - McGraw-Hill.
- Olszewski T. D. (2004) *A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities*. *Oikos* 104: 377-387.
- Otto S. B., Berlow E. L., Rank N. E., Smiley J. & Brose U. (2008). *Predator diversity and identity drive interaction strength and trophic cascades in a food web*. *Ecology* 89(1): 134-144.
- Piana R. P. (2007). *Anidamiento y Dieta de Harpia harpyja Linnaeus en la Comunidad Nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú*. *Revista Peruana de Biología* 14:135-138.
- Pimm S. L. (1991). *The balance of nature?: ecological issues in the conservation of species and communities*. The University of Chicago Press. Chicago and London. pp 434.
- Pough F. H., Janis C. M. & Heiser J. B. (1996). *Vetebrate Life*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. pp 770.
- Poulin B., Lefebvre G., Ibáñez R., Jaramillo C. Hernández C. & Rand A. S. (2001). *Avian predation upon lizards and frogs in a neotropical forest understorey*. *Journal of Tropical Ecology* 17: 21-40.
- Radolf F. G. & Du Toit J. T. (2004). *Large Predators and Their Prey in a Southern African Savanna: a Predator's Size Determines its Prey Size Range*. *Journal of Animal Ecology* 73: 410-423.
- Rooney N., McCann K., Gellner G. & Moore J.C. (2006). *Structural asymmetry and the stability of diverse food webs*. *Nature* 442: 265–269.
- Rooney N., McCann K. S. & Moore J.C. (2008). *A landscape theory for food web architecture*. *Ecology Letters* 11: 867-881.
- Rutz C. & Bijlsma R. G. (2006). *Food-limitation in a generalist predator*. *Proceedings of the Royal Society B* 273: 2069-2076.

- Sanders H. L. (1968). *Benthic marine diversity: a comparative study*. American Naturalist 102: 660-668.
- Sherwood G. D., Kovacs J., Hontela A. & Rasmussen J. B. (2002). *Simplified food webs lead to energetic bottlenecks in polluted lakes*. -Canadian Journal of Fisheries Aquatic Science 59: 1-5.
- Sinclair A. R. E., Mduma S. & Brashares J. S. (2003). *Patterns of predation in a diverse predator-prey system*. Nature 425: 288-290.
- Sokal R. R. & Rohlf F. J. (1995) *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman & Company. 3rdEd. USA. pp 888.
- Team R.D.C. (2007) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Virani M. Z. (2008) *Diet composition of Sokoke Scops Owl Otus ireneae in Arabuko-Sokoke Forest*. Scopus. 27: 6-9.
- Whitfield D. P., Fielding A. H., Mcleod D. R. A., Haworth P. F. (2004). *The effects of persecution on age of breeding and territory occupation in golden eagles in Scotland*. Biological Conservation 118: 249–259.
- Woodward G. & Hildrew A. L. (2002) *Body-size determinants of niche overlap and intraguild predation within a complex food web*. Journal of Animal Ecology. 71: 1063-1074.
- Woodward G., Ebenman B., Emmerson M., Montoya J. M., Olsen J. M., Valido A. & Warren P. H. (2005). *Body size in ecological networks*. Trends in Ecology & Evolution 20: 402-409.

Anexo Bibliografía consultada para la revisión bibliográfica de dietas de las aves rapaces.

- Alvizatos H., Papandropoulos D. & Zogaris S. (2004). *Winter diet of the greater Spotted Eagle (Aquila clanga) in the Amvrakikos Wetlands, Greece*. Journal of Raptor Research 38(4): 371-374
- Angelici F. M. & Latella L. *The summer diet of the Little Owl Athene noctua on the island of Astipalaia (Dodecanese, Greece)*. Journal of Raptor Research 31(3): 280-282.
- Beltzer A. H. (1990). *Biología alimentaria del Gavilán Común Buteo Magnirostris saturatus (Aves: Accipitridae) en el Valle aluvial del Río Paraná Medio, Argentina*. Ornitología Neotropical 1: 3-8.
- Berlow E.L. (1999) *Strong effects of weak interactions in ecological communities*. Nature 398: 330-334.
- Bo M. A., Cicchino S. M. & Martínez M. M. (1996). *Diet of Long Tailed Harrier (Circus buffoni) in Southeastern Buenos Aires Province, Argentina*. Journal of Raptor Research. 30(4): 237-239.
- Bravo Vinaja M.G., Tarango Arámbula L. A., Clemente Sánchez F., Mendoza Martínez G. D., Alcántara Carbajal J. L. & Soto Auino H. V. (2005). *Composicion y variacion de la dieta del Tecolote Moteado Mexicano (Strix occidentalis) lucida en Valparaiso Sacatecas Mexico*. Agrociencia. 39(5): 509-515.
- Delgado-V. A. C., Pulgarín-R. C. & Calderón-F. D. (2005). *Análisis de egagrópilas del Búho Rayado (Asio clamator) en la ciudad de Medellín*. Ornitología Colombiana. 3: 100-103.
- Delgado.V. (2007). *La dieta del Currucutú Megascops choliba (Strigidae) en la ciudad de Medellín, Colombia*. Boletín SAO XVII(2): 111-114.
- Fuentes M. A., Simonetti J. A., Sepúlveda M. A. & Acevedo P. A. (1993). *Diet of the Red-backed Buzzard (Buteo polysoma exsul) and the the Sort-Eared Owl (Asio flammeus suida) in the Juan Fernandez Archipelago of Chile*. Journal of Raptor Research. 27(3): 167-169.
- Gerstell G. T. & Bednardz J.C. (1999). *Competition and patterns of resource use by two sympatric raptors*. Condor. 101: 557-565.
- Gil-Delgado J. A., Verdejo J. & Barba E. (1995). *Nestling diet and fledging production of Eurasian Kestrels (Falco tinnunculus) in Eastern Spain*. Journal of Raptor Research 29(4): 240-244.
- Hamer T. E., Hays D. L., Senger C. M. & Forsman E.D. (2001). *Diet of Northern Barred Owls and Northern Spotted Owls in an area of Sympatry*. Journal Raptor Research. 35(3): 221-227.

- Hiraldo F., Delibes M. & Bustamante J. (1991). *Overlap in the diets of diurnal raptors breeding at the Michilía Biosphere Reserve, Durango, México*. Journal of Raptor Research. 25(2): 25-29.
- Jenkins A. R. & Avery G. M. (1999). *Diets of breeding peregrine and lanner falcons in South Africa*. Journal of Raptor research 33(3): 190-206.
- Jimenez. J. E. (1993). *Notes on the Diet of the Aplomado Falcon (Falco femoralis) in Northcentral Chile*. Journal of Raptor Research. 27(3):161-163.
- Leveau L. M., Leveau C. M. & Pardiñas U. F. J. (2002). *Dieta del Milano Blanco (Elanus leucurus) en Argentina*. Ornitologia Neotropical 13: 307-311.
- Markham A.C. (2008). *The influence of salinity on the diet of nesting Bald Eagles*. Journal of Raptor Research 42 (2): 99-109.
- Marti C. D. & Kochert M. N. (1996). *Diet and trophic characteristics of Great horned owls in Southwestern Idaho*. Journal of Field Ornithologist. 67(4): 499-506.
- Motta-Junior J.C. (2006). *Relações tróficas entre cinco Strigiformes simpátricas na região central do Estado de São Paulo, Brasil*. Revista Brasileira de Ornitologia 14 (4): 359-357.
- Muñiz-Lopez R. (2008) *Revisión de la situación del Águila Harpía Harpia harpyja en Ecuador*. Cotinga. 29: 42-47.
- Navarro J., Sánchez-Zapata J. A., Carrete M. & Botella F. (2003). *Diet of Three sympatric Owls in Steppe Habitats of Eastern Kazakhstan*. Journal of Raptor Research 37(3): 256-258.
- Palma L., Beja P., Tavares P.C & Monteir L.R. (2005). *Spatial variation of mercury levels in nesting Bonelli's eagles from Southwest Portugal: effects of diet composition and prey contamination*. Environmental Pollution 134: 549-557.
- Pavey C.R., Gorman J., Heywood M. (2008). *Dietary overlap between the nocturnal letter-winged kite Elanus scriptus and barn owl Tyto alba during a rodent outbreak in arid Australia*. Journal of Arid Environments. 72: 2282-2286.
- Pedrini P. & Sergio F. (2001). *Density, productivity, diet, and human persecution of Golden Eagles (Aquila chrysaetos) in the Central-eastern Italian Alps*. Journal of Raptor Research. 35(1): 40-48.
- Piana R. P. (2007) *Anidamiento y dieta de Harpia harpyja Linnaeus en la Comunidad nativa de Infierno, Madre de Dios, Perú*. Revista Peruana de Biología 14(1): 135-138.
- Rangel-Salazar J.L. & Enriquez-Rocha P.L. (1993). *Nest record and dietary items for the Black Hawk-Eagle (Spizaetus tyrannus) from the Yucatan peninsula*. The Raptor Research. 27(2): 121-122.

- Seavy N. E., Schulze m. D., Whitacre d. F. & Vasquez m. A. (1997) *Diet and hunting behavior of the Plumbeous Kite*. Wilson Bulletin. 109(3): 526-532.
- Trejo A., Kun M. & Seijas S. (2006). *Dieta del Águila Mora (Geranoaetus melanoleucus) en una transecta oeste-este en el ecotono Norpatagónico*. Hornero. 21(1): 31-36.
- Utekhina I., Potapov E. & McGrady M. J. (2000). *Diet of the Steller's Sea Eagle in the Northern Sea of Okhotsk*. First Symposium on Steller's and White-tailed Sea Eagles in East Asia. UTEA, M. & McGrady M.J, (eds). Wild Bird Society of Japan, Tokyo Japan. pp 71-82.
- Virani M. Z. (2008) *Diet composition of Sokoke Scops Owl Otus ireneae in Arabuko-Sokoke Forest*. Scopus. 27: 6-9.